

SZEMLE

Intenzív műtrágyázás és a környezetszennyezés

A magasabbrendű földi élet alapja az oxigén, mely maga is élettevékenység terméke, s egyes nagyvárosokban hovatovább hiánycikké válik. (CLOUD-GIBOR [15]). Oxigén termelésére a zöld növényi részek képesek, amikor a levegő széndioxidját megkötve, a napenergia segítségével vízből új szervesanyag képződik, s közben oxigén szabadul fel. Minél nagyobb zöld levélfelület végzi ezt a fotoszintézist, annál több oxigén termelődik, annál intenzívebb a napenergia hasznosítása. A fotoszintézis növelése a növénytermesztés (erdő-, mező-, kert-, rétgazdaság) egyik feladata és környezetvédelmi jelentősége. STEFANOVITS [57] SMITH-re hivatkozva közli, hogy egy 63 q/ha szemtermésű kukoricatábla megközelítően 18,5 t/ha CO_2 -t von ki a levegőből és 15 t/ha O_2 -t bocsát ki, ami 30 ember 1 évi oxigénszükséglete. A mezőgazdaságilag hasznosított talajokban a tápanyagok körforgása alapvetően különbözik a természetes ökoszisztémák körforgásától. Míg az utóbbiakban a termelt szervesanyag helyben marad és megfelelő átalakulás után újból résztvesz abban, addig a mezőgazdaságilag hasznosított talajok bioproduktumának jelentős része kikerül abból (élelem, ipar export). A trágyázás feladata, hogy a hiányt pótolja, vagy jelenleg, — hogy produktivitását növelje új tápanyagmennyiségeket vonjon be a körforgalomba.

PRJANYISNIKOV [50] több nyugat-európai ország búzaterméseit vizsgálva arra a következtetésre jutott, hogy 150 év alatt a terméseket először az évelő pillangósokat tartalmazó vetésforgók bevezetése növelte 7 q-ról 16 q-ra, míg századunk elején a műtrágyázás bevezetésével érték el a 30 q/ha-t. PROKOSEV [51] PRJANYISNIKOV számításait továbbfejlesztve kimutatta, hogy 16 q/ha búzatermés esetén N-műtrágyát gyakorlatilag nem használtak, 30 q/ha termés esetén a tápanyagmérleg szerinti N-igény 22%-át, napjaink 38—40 q/ha terméseiben pedig 75%-át — műtrágyákkal fedezik. LOSAKOVA V. G. és SZKOBLINA, V. I. [42] DEBRUCK-ra

hivatkozva mutatta be, hogy az NSZK-ban az utóbbi 25 évben a búzaterméseket elsősorban a műtrágyázás növelte, szemben a nemesítés, agrotechnika, növényvédelem, stb. nyújtotta hatásokkal. GYÖRFFY [23] 17 éves kukorica tartamkísérletében is a trágyázás járult hozzá legnagyobb mértékben (27%) a termések növekedéséhez. OLSON [45] szerint, ha a világ N-műtrágya termelésének 1972-es szintje az 1952-es mennyiségre zuhant volna vissza, a termések 50%-os csökkenéséhez vezetne.

E néhány hivatkozás is nyilvánvalóvá teszi, hogy az egyes műtrágya hatóanyagok mozgékonyasága és az ebből származó vízszennyeződés veszélyének csökkentéséhez a jövőben általában nem a műtrágyázás mennyiségét kell csökkenteni, hanem a különféle műtrágyaformák helyes megválasztásával, körültekintő és szükséges mértékű használatukkal kell védekezni.

Sajnos a közvéleményben meglevő, gyakran hangoztatott, az intenzív műtrágyázás környezetszennyező voltától való félelem legtöbbször nem több, mint káros „zsurnalisztika” (KOVIDA [35]), nem kellően bizonyított vizsgálati eredmény vagy vélemény, s csak ritkán mulasztásból, helytelen agrotechnikából, rossz talajvédelemből, stb., származó tényleges, regionális (ALFÖLDI—PAPP [1]) veszély. Kétségtelen viszont, hogy általában a nagyobbarányú műtrágyahasználattal a környezet, a felszíni- és talajvizek szennyeződésének regionális és globális veszélye is nő. Sajnos az utóbbi időben, hazánkban is mind gyakrabban találunk szennyezett vízü kutakat, pedig Magyarország ivóvízellátásának kb. 80%-át felszínalatti vizekből biztosítják (ALFÖLDI—PAPP, [1]).

A különféle elemek oldhatósági viszonyai

Mint ismeretes, az élőlények sejtjeiben a földkéreg kb. 70 különféle eleme fordul elő, melyek közül kb. 15—17 tekinthető olyannak, mely minden élő anyagban

megtalálható. Ezeket az elemeket GOLD-SMIDT [22] geokémiai osztályozásában biogén elemeknek nevezte.

Ezeket az elemeket az élőlények eltérő módon és mértékben igénylik, illetve veszik fel a bioszférából (SUESS, VERNADSKIJ, cit. in HUTCHINSON [27]). Az elemek egy része szerves- más részük szervetlen vegyületek formájában van jelen a környezetben, a talajokban. E tápanyagok egy része könnyen, más része nehezen felvehető a növények számára. A könnyen felvehető elemek vegyületei legtöbbször vízoldhatóak és disszociált állapotban állandóan jelen vannak a talajoldatban, emiatt könnyen ki is mosódhatnak. Mások a talajkolloidok felszínén adszorbeáltak s ioncserélődés következtében kerülhetnek a talajoldatba, illetve a növénybe, s a kolloidok mozgásával együtt mozognak a talajban függőleges (lessivage) vagy a lejtés irányába (felszíni és felszínalatti erózió). Ismét más elemek, illetve kationok a talaj agyagásványai, kristályrácsai között helyezkednek el, s csak bizonyos hatásokra (pl. nedvesség) válnak szabaddá, illetve hozzáférhetővé. Az így megkötött anyagok alig mozognak a talajban.

A biogén elemek döntő többsége és mennyisége szerves-, oldhatatlan vagy nehezen oldható sók formájában van jelen a talajban, és nemcsak felvehetetlenek a növények számára, de gyakorlatilag nem is mozognak, így nincsenek kitéve a kimosódás veszélyének. Komolyan veszélyeztetettek azonban azok a N-műtrágya hatóanyagok, melyek a talajba kerülve, átalakulnak, s eközben könnyebben mozgó ionok formájában kimosódnak, vagy gáz-állapotban a légkörbe távoznak.

A 17 biogén elemen kívül a növényeknek számos — esetenként más és más — mezo-, illetve mikroelemekre is szükségük van. Mindezen elemek oldékonysága, felvehetősége legtöbbször összefügg a talaj olyan tulajdonságaival, melyek a történelmileg kialakult talajtípus természetes sajátosságai. Ilyen pl. a pH, a redukációs-oxidációs viszonyok, szemcseösszetétel, agyagásványösszetétele, kationmegkötő ereje, szerves-anyagtartalom, stb.

Az elemeket a pH viszonyoktól függő mozgékonyaságuk alapján 3 csoportba osztjuk (VINOGRADOV [68]):

1. Lúgos közegben mozgékonyak ($\text{pH} \geq 7,0$) V^{5+} , V^{3+} , As^{3+} , As^{5+} , Se^{6+} , U^{6+} , Cr^{6+} , Mo^{5+} , Mo^{6+}
2. Széles pH skálán mozgékonyak: Li, Rb, Cs, F, Br, S, B
3. Savanyú közegben mozgékonyak ($\text{pH} < 6,0$):
Sr, Ba, Ra, Th, Cu, Zn, Cd, Ti, Zr,

Cr^{3+} , Mn^{2+} , Mn^{3+} , Fe^{2+} , Fe^{3+} , Co^{2+} , Co^{3+} , Ni^{2+} , Pb^{4+} , Sn^{2+}

A talajok redox-potenciálja elsősorban a pH-tól, klimatikus viszonyoktól, az aerob vagy anaerob-viszonyoktól, stb. — függ. A redox potenciáltól függően a nehéz fémek alacsonyabb vegyértékű kationjai (Fe^{2+} , Mn^{2+} , Co^{2+}) a mozgékonyabbak, míg az anionok esetében a magasabb vegyértékűek: (U^{6+} , V^{5+} , Mo^{6+} , Cr^{6+}). Savanyú, rosszul aerált, humuszból viszonylag gazdag erdő-, rét- és láptalajokban nő a Cu, Zn, Co, Ni, Mn oldhatósága ill. kimosódása (KOVAL'SKIJ — ANDRIANOVNA [32]).

Talajaink mikroelemtartalma gyakran egyenes arányban áll agyagtartalmukkal. Az agyagásványok közül legnagyobb megkötőképességgel a montmorillonit rendelkezik, melynek oktaédereiben az alumíniumot gyakran Ni, Cr, Zn vagy Cu helyettesíti. Az agyagásványok felszínén szorbióisan kötődnek az OH^- , PO_4^{3-} és SO_4^{2-} anionok. KOVDA és munkatársai [34] a különféle elemek megkötési energiája alapján a következő sorokat képzik:

Kationok: $\text{Cu} > \text{Pb} > \text{Ni} > \text{Co} > \text{Zn} > \text{Ca}$

Komplex és egyszerű anionképzők:

$\text{P} > \text{S} > \text{Mo} > \text{Cl} > \text{J} > \text{Br} > \text{N}$

A megkötődési energiák alapján a kalciumnál erősebben kötődő kationok viszonylag nehezebben, míg a B, Mo, Se, V, J stb. anionok könnyebben mosódnak ki. Legkönnyebben a N-tartalmúak.

Sok elemre jellemző a biogén akkumuláció (J, B, U, Co, Cu, stb.) vagyis nagy mennyiségben található a talaj humuszrétegében, mivel a humuszvegyületekhez kötődnek, vagy komplex vegyületeket alkotnak, (Zn, Cu, Co, Ni, B, T, Br, Mo, Pb) [34]. Ezek az elemek a különféle mikroorganizmusok révén nagymértékben résztvesznek az ún. kis biológiai körforgalomban.

A műtrágyák tulajdonságai és veszteségei

A műtrágyákban a különféle tápelemek jórészt, vagy teljes egészükben víz-, vagy gyenge savakban oldható formában vannak jelen, s csak viszonylag kis részük nehezen oldható. A növények a műtrágyák hatóanyagait közvetlenül, vagy bizonyos átalakulás (pl. amidok) után veszik fel a talajoldatból. A különféle műtrágya hatóanyagok mindaddig amíg oldatban, vagy adszorbeált állapotban vannak jelen a talajban, megfelelő körülmények (nagy ned-

vességtartalom, jó vízáteresztés, lejtés, vagy erős szél, stb.) esetén ki vannak téve a kimosódás illetve erózió-defláció okozta veszteségnek, s ily módon szennyezhetik a környezetet.

Régóta ismert törvény az, hogy teljes mértékben csak az a műtrágya hatóanyag mentes a különféle veszteségforrásoktól, mely már biológiailag megkötött, a növények által felvett. Ezért a helyes műtrágyahasználatnak, az egész növénytermesztési technológiának arra kell törekednie, hogy a műtrágya hatóanyagok mihamarabb növényi szervezetbe épüljenek be. Az így megkötött tápanyag nagyobb biomasza képződését segíti elő, ami közvetlenül és közvetve is szolgálja a jobb környezetvédelmet. A jobban fejlett növény még több tápanyagot vesz fel, jobban védi a talajt, nő a területegységre jutó fotoszintetikus tevékenység.

A talaj—trágya—növény bonyolult kölcsönhatásban vannak egymással, melyek — természetben kialakult — egyensúlyában a műtrágyázás döntő mennyiségi és minőségi változásokat okoz (KOVDA—SZABOLCS [36]). Ezek némelyikére az egyes tápanyagok tárgyalásánál az általánosságokon túlmenően is igyekezzünk rámutatni. Most ezek közül kiemelten csak egy kérdést említünk, a savasan-, illetve lúgosan hidrolizáló, fiziológiailag savasan illetve lúgosan ható műtrágyaféleségek hatását. Jelenleg csaknem kizárólag (főleg a pézsisz használat jelentős csökkenése miatt), de a jövőben is nagymértékben savasan hidrolizáló műtrágyákat használnak. Mint azt ma már a gyakorlat is tapasztalja, a műtrágyák kiterjedt és nagymértékű használata következtében talajaink savanyúbbá válnak, amely sok esetben károsan hat a növényekre, megváltoztatja a talaj pH-, redoxviszonyait, titrálható savanyúságát és egyéb tulajdonságait — ezen keresztül, mint fentebb láttuk — a talajok egész tápanyag-gazdálkodását, tápanyagdinamikáját. A talajok elsavanyodásával megváltoznak a különféle (pl. Fe, Mn, Mo, Cu, P, stb.) vegyületek oldhatósági viszonyai, felvehetősége. A redukciós viszonyok következtében pl. nő a gázalakú N-veszteség, emelkedik a kalcium és magnézium kimosódásának lehetősége, megváltoznak a talaj természetes biológiai folyamatai, a különféle tápanyagok közti kölcsönhatások (N : K; K : Mg; K : Ca, P : Zn arány), a növények egész tápanyagfelvétele, és ezen keresztül azok kémiai összetétele stb. Ezek a változások előbb-utóbb a talaj termékenységének csökkenését vonják maguk után.

A felsorolt változások olyanok, melyek kellő ellenintézkedések hiányában a talajok

és a bioszféra egyensúlyát megbontva károsítják a környezetet.

A tápanyagvesztés nagysága mindig az adott talaj-, klimatikus viszonyok-, évszak függvénye, de függ a műtrágyák hatóanyagától, azok arányától, mennyiségétől stb. A gyakorlatban a tápanyagvesztések két fő formája jelentős: a kimosódás és a felszíni elfolyás (erózió). Sajnos hazánkban a múltban, sem hosszabb időtartamú liziméteres, sem elfolyási veszteség megállapítását célzó vizsgálatok nem folytak a különféle képpen trágyázott talajokon, ezért elsősorban külföldi adatokra, illetve rövid időtartamú hazai szabadföldi és modellkísérletek eredményeire, valamint elméleti elgondolásokra vagyunk utalva jelentőségük megítélésakor. A veszteségek mindig kettős jellegűek. Részben alkotói az elemek természetes körforgásának, mely a műtrágyázástól függetlenül is fennáll, másrészt az intenzív műtrágyázás következménye.

Munkánk során alapvető iránymutatásul fogadtuk el KOVDA [35] OLSON [44] és RUSSEL [54] összefoglaló munkáit és állásfoglalásait.

A világ sok részén, eltérő talaj- és klimatikus viszonyok között végzett nagyszámú liziméter-kísérletben, a kimosódási veszteségek a következő értékek között mozogtak. Nitrogén: 5,6–15,1; foszfor: 0,13–0,26; káli: 0,7–4,4; kalcium: 15–361; magnézium: 9–42; nátrium: 9–40; kén: 1–118; klór: 8,5–107 kg/ha/év. BOLTON és munkatársai [12], DREIBELIS [20], COPPENET [16], WEISE [71], WILLIAMS [67], STAUFER és RUST [56]. A felsorolt kimosódási veszteségek — mivel főként trágyázatlan talajra vonatkoznak — inkább az elemek természetes geokémiai körforgalmát jellemzik. Közülük a következő csökkenő sorrendiséget állapíthatunk meg:

Ca > N > S > Cl > Mg > Na > K > P

Nitrogén

Az ásványi nitrogén megfelelő viszonyok között könnyen átalakul egyik vegyületből a másikba (nitrifikáció, denitrifikáció) könnyen oldódik, stb. s vesztesége általában nagyobb mint a legtöbb növényi tápanyagé. A műtrágyák N-vesztesége igen tág határok között változhat a talajban. Nagysága sok tényezőtől függ: így a klímától, a talaj tulajdonságaitól, a N-műtrágya vegyi összetételétől, a mikrobiológiai tevékenységtől, erodáltságtól, stb. A műtrágya NH_4 nitrogénjének egy részét közvetlenül felveszik a növények. Más része kicsérélhető NH_4^+ formájában a talaj humusz-, agyag- és agyagásványai felszínén kötődik. A talajtulajdonságoktól

függően jelentős része nitrifikálódhat és NO_3 formájában a talajoldatban marad, ahonnan könnyen kimosódhat, mivel a talaj a nitrátokat nem köti meg. Az NH_4 egy része mesterséges fixáció következtében növeli az agyagásványok kristályrácsaiba bezárt természetes kötött ammóniatartalmat. Ez utóbbi pl. nagy talajnedvesség esetén ismét felvehetővé válik a növények számára, viszont a kimosódás veszélyétől mentes. Ugyancsak mentes ettől a baktériumok által immobilizált N, valamint a már stabil huminvegyületekbe átment műtrágya N is.

Az amid- (pl. karbamid) N-tartalmú műtrágyák vízben jól oldódnak, lúgosan hidrolizálnak, majd válnak a növények számára felvehetővé. E műtrágyák nitrifikáció következtében NO_2 , NO , NO_3 formájában mehetnek veszendőbe, vagy denitrifikáció közben, elemi N felszabadulása révén. Nitrátműtrágya kiszórásakor, intenzíven nitrifikáló talajokban és híg talajoldat esetén az NO_3 nagy mennyiségben kimosódik.

A kimosódás és oldódás csökkentése végett újabban a szemcsézett N műtrágyát felületileg is kezelik (pl. műanyag-hártya). Szintén a N-veszteségek csökkentését célozzák azok az új N műtrágyaformák, melyek különféle karbamid polikondenzátumok, foszfor- és tiofoszforsavamidok, vagy különféle (cianogénadin, tio-karbamid, káliumazid stb.) inhibitorokat tartalmaznak.

Nagyszámú kísérlet eredményeiből arra a következtetésre jutottak, hogy a talajba adott N-nek kb. 50%-át hasznosítják a növények, kb. 20–40%-át megköti a talaj és 10–13% (SZOKOLOV, [62]) megy veszendőbe. Újabban SZAPOZSNYIKOV és társai [59], VARGA és LATKOVICSNÉ [65], SZMIRNOV és társai [61], DARASZELIJA és társai [18] és mások mutatták ki, hogy a különféle jelzett műtrágyákból nem egyforma mennyiséget vettek fel a növények, különböző volt a talaj N-megkötése és eltérőek voltak a veszteségek is. Az eredmények azonban néha ellentmondóak. Általánosságban megállapítható azonban, hogy az NH_4^{2+} alapú műtrágyák jobban érvényesülnek mint az amidok és a NO_3 -tartalmúak. Az ammóniumtartalmúak jobban mobilizálják a talaj N-jét mint a nitráttartalmúak s a veszteségek a NO_3 -tartalmú műtrágyák esetében a legnagyobbak.

Bár a különféle kultúrák gyökérzete eltérő mélységig szövi át a talajt, általában a 100–120 cm-nél mélyebbre került műtrágyahatóanyagot tekinthetjük véglegesen elveszítettnek a növények számára. Ezért is állítja több kutató, hogy a helye-

sen és többször, mérsékelt mennyiségben használt N-műtrágyák nem szennyeznek jelentős mértékben a környezetet (BRENNER, [9]; BARNETT, [7]; KOVDA és SZABOLCS, [36]; ALBERDA, [2]; KOLDERBRANDER, [29]). Mások — így OLSON [44] — viszont valószínűsítik, hogy a növekvő N-műtrágya felhasználás komoly szerepet játszik a környezet szennyezésben, a talaj- és ivóvizek növekvő nitráttartalmában.

A liziméteres kísérletek tanúsága szerint (OVERREIN, [46] ALLISON, [3] BOBRICKAJA és társai [10, 11] és mások) szines normális körülmények között nagy N-kimosódás a talajból. Bár a kimosódott N mennyisége az adottságoktól függ, növénytel fedett talajon azonban éves viszonylatban átlagosan nem haladja meg a 10 kg/ha N-t és homoktalajokon sem tehető többre, mint 20 kg/ha/év. Természetesen az irodalomban ennél jóval nagyobb kimosódási veszteségekre is találunk adatokat. Így PRAFF [49] Nyugat-Európában, szőlőben és ugaron 80, illetve 160 kg/ha veszteséget mért. DARASZELIJA és társai [18] Grúziában, esapadékos éghajlaton, intenzíven trágyázott teacserjék alatt, 65 cm mélységben 71–97 kg/ha N-veszteséget talált. Ugyancsak PRAFF, homokon 340 kg/ha N-trágyázás után 72 kg/ha N-t, agyagon 53 kg/ha N-kimosódást mért. Mindezek ellenére elfogadhatjuk KUNDLER [38, 39] állítását, miszerint helyes műtrágyahasználat esetén, a N-kimosódás nem haladja meg a műtrágya N-jének 5–10%-át. Ez azonban még nem cáfolja, hogy homoktalajon, esős évben a veszteség elérheti a N-műtrágya hatóanyagának 30–60%-át is (OVERREIN [46]).

ZWERMAN és társai [70] ammónium-nitrát műtrágyázás különféle adagjai után vizsgálták a nitrát és ammónia veszteségeket. A trágyaadagok: 86, illetve 243,1 kg/ha N voltak. A kimosódott NO_3 -N 3,0 mg/l-ről 51,1-re nőtt, viszont az NH_4 -N koncentrációja lényegesen nem változott az adagtól függően.

Azt, hogy a helytelen műtrágyázás milyen veszteségeket okozhat, PUSZTAI és KAZÓ [53], illetve SATULOV és társai [55] adataival szemléltetjük. E vizsgálatok [53] szerint a felszínre kiszórt és be nem munkált 300 kg/ha ammónitrát N-jének 51%-át találták meg az elfolyt vízben. Az elfolyó víz által magával ragadott talajrészecskék N-tartalmával együtt az elfolyási veszteség összesen elérte a műtrágya N-jének 98%-át. SATULOV és társai [55] olvadó hóra kiszórt 4–5 q/ha NH_4NO_3 után az elfolyó hólében 69,8 kg, illetve 178,7 kg/ha N-t találtak.

ZARDALISVILI [69] vizsgálatai szerint a felszínre kiszórt ammónitrátból száraz

időben 24 óra alatt 2%, 48 óra alatt 11,8%, 6 nap alatt 14% N-veszteség (NH_3 és NO_2) mutatkozott.

Az említett veszteségeket el lehetett volna kerülni, ha a műtrágyázással várnak a talaj felszáradásáig, illetve a műtrágyát azonnal bedolgozzák a talajba.

BACSO és TUSZ [6] intenzíven trágyázott és a sokévi átlagnál csapadékosabb évben, alagsóvezetett szőlő drénvizének N-tartalmát vizsgálták. Évi mennyisége elérte a 100–120 kg/ha mennyiséget, s az öt év alatt adott összes N-trágya 10%-át. KOLENBRENDER [30, 31], DE JUNG [19] és HUNTJENS [26] Hollandia intenzíven trágyázott szántóin és legelőin vizsgálták a drénvizek összetételét 1969-ben. Megállapították, hogy országos átlagban 256 kg/ha N felhasználás után 11 kg a N-veszteség. Szántón (190 kg N/ha felhasználás), a veszteség homoktalajon 15%, agyagos talajokon 4% volt. Rét-legelő területeken még N_{300} kg/ha trágyaadag után is csak 6 kg/ha N-veszteséget (2%) mértek.

Mivel a talaj N-tartalmának döntő része — 97–99% — a talajok humusztartalékával függ össze, s az évente csak igen kismértékben mineralizálódik, így a helytelen műtrágyázás okozta legnagyobb veszteségek is csak töredékei annak a N-veszteségnek, amit a víz- és a szélerózió okoz. Anélkül, hogy e bonyolult és sokrétű kérdés tárgyalásába bocsátkoznánk, utalunk BARROWS és KILMER [8], valamint PUSZTAI [52] összefoglaló irodalmi áttekintésére és HORNING [24], HUDSON [25], LIPPMAN és CONIBEAZE adataira. Magyarországon mintegy 520 ezer ha-nyi terület erodált. Évente mintegy 50 millió köbméter talaj mosódik le (ERŐDI et al. [21]), melynek kb. 1/3-a a felszíni vizeket szennyezi. SZABÓ (cit. in KOVÁCS, [33]) szerint pl. a Balatonba erózió következtében bekerült növényi tápanyagok mennyisége 265–270 vagonra tehető évente.

Foszfor

A foszfor a legkevésbé mozgékony tápelem, részben szerves, részben szervetlen kötésben — főleg ortofoszfátok alakjában — fordul elő talajainkban. A műtrágya PO_4 elsősorban azért a legkevésbé mozgékony tápanyag, mert oldódása is folyamatos (foszfátintenzitás) és a talajrészecskék azonnal nagymennyiségben adszorbeálják. Emiatt a talajoldat foszforkoncentrációja mindig nagyon alacsony, s általában nem több, mint 0,02–1 mg/liter. A műtrágya foszfortartalmának évi függőleges irányú mozgása a talajban a talaj típusától, csapadékviszonyoktól, stb. függően — igen kicsi, s legtöbbször néhány mm-től maxi-

málisan kb. 10 cm-ig terjed. A talajba került műtrágya-P a talajkolloidok felszínéről fokozatosan újból a talajoldatba, vagy közvetlenül a növények gyökerére kerül. A tápanyagmérleg alapján számított P hasznosulás a műtrágyázást követő első évben kb. 10–20% és csak több évi utóhatásával éri el az 50–70%-ot. Mindezek azt bizonyítják, hogy a műtrágya-P a talajban megkötődik, nem mosódik ki a talajból, s kisebb vagy nagyobb mértékben növeli a talajok P-készletét.

A talajok összes foszfortartalmának kb. 65%-a (BRUCKMAN és BRADY [13]) szerves-kötésben található s csak a talajkolloidokkal együtt mozog a talajban. Ez az oka annak, hogy az eróziós P-veszteségek mindig jóval nagyobbak mint a kimosódási veszteségek s a talajokról el folyó eróziós veszteség P-koncentrációja mindig nagyobb mint a talaj P%-a. (PUSZTAI [52]). LIPPMAN és CONIBEAZE [41] tápanyagmérlegében (USA) az évi eróziós P veszteség 11,9 kg/ha volt, szemben a trágyázás 3,9 kg/ha hatóanyagával.

A liziméterekkel és drénvizek vizsgálatával kapott P veszteségek elenyészőek. ALLISON és társai [3] szerint az évi P veszteség ugarban 0,1–0,2 kg/ha volt. BOLTON és társai [12] Kanadában, több éves liziméteres kísérletben, kukorica alatt, intenzív trágyázás esetén is csak 0,13–0,24 kg/ha P veszteséget talált. Hasonló értékeket ismert az USA-ból NELSON [43] is. PETELAVA [47] Grúzia homokos szubtrópusi talajain $\text{N}_{120}\text{P}_{90}\text{K}_{60}$ trágyázás esetén, 3 év átlagában, évi 4,21 kg/ha P kimosódást tapasztalt a talaj 0–40 cm-es rétege alá. DARASZELIJA [17] kísérleteiben P kimosódást csak nyomokban talált. Ugyancsak nyomokban talált foszfort BACSO és TUSZ [6] drénezett, intenzíven trágyázott szőlőben, Magyarországon. BURLING [14] Illinois (USA) vízgazdálkodási szolgálatának megfigyelései alapján közli, hogy bár 1962–70-es években háromszorosára nőtt a foszforműtrágya-használat, a folyók talajvizén keresztül foszforszennyeződése gyakorlatilag nem változott.

Mindezek alapján megállapíthatjuk, hogy a felszíni vizeket szennyező és az eutrofizálódásnak a nitrogénen kívüli másik előfeltétele a foszfor — káros mulasztás esetétől eltekintve — nem műtrágya, hanem eróziós, ipari vagy városi (KOLDENBRAUDER [31]) eredetű.

Kálium

A talajok káliumkészletének 90–98%-a a növények számára nehezen felvehető, s csaknem kizárólag ásványi kötésben található. Még tisztázatlan az a kérdés,

hogy a műtrágya-K-t közvetlenül veszíkel a növények és milyen mértékben, vagy először jelentős része a primer szilikátokkal és másodlagos agyagásványokkal bonyolult kölesönhatásba lép, megkötődik. Az ásványi talajok agyagásványai (illit, vermiculit, montmorillonit) ugyanis a műtrágya-K-t igen erősen megkötik a talajoldatból, más részük kálium-szilikát vegyületekbe megy át, így a kimosódás veszélye kicsi. Nagy szervesanyagtartalmú talajokban a kálium jelentős része a talajoldatban marad és könnyebben kimosódhat. A kálium kimosódásának veszélye homok, tőzeg és savanyú talajokban nagyobb. A fenti megfontolások alapján úgy láttuk, hogy a felszíni és talajvizek műtrágyázás következtében történő K-szennyeződése viszonylag kicsi. Ha a foszfor esetében a kimosódási veszteséget évi néhány tized kg/ha-ra becsültük, akkor a kálium kimosódását egy nagyságrenddel nagyobbra tehetjük s néhány kg/ha/év-ben jelöljük meg.

Bácsó és Tusz [6] már említett vizsgálatosorozatában a kálium kimosódása a nitrogénének kb. 0,1 része volt, ami a műtrágya-kálium (0,01%) kismértékű mozgására utal. BOBRICKAJA [10] maximálisan 7 kg/ha kálium kimosódást említ vályogos podzoltalajon. KINDERISZ [28] trágyázatlan és K_{170} -el trágyázott homoktalaj drénvizében évi 2,2, illetve 10,5 kg/ha káliumvesztést talált. KOLENBRAUDER [29, 30] szerint Hollandia homoktalajain a drénvizek a kiszórt káliumtrágyák kálium tartalmának kb. 10%-át tartalmazzák.

KÖHLEIN és WEICHBRODT [37] az NSZK 6 savanyú talaján vizsgálta a meszezés és kálium kimosódás kölcsönhatását, s az esetek 74%-ában a meszezés szignifikánsan növelte a kálium kimosódást. SAJMAHOMETOVA [58] adatai ennek ellenkezőjét mutatják.

Tekintettel arra, hogy hazánkban még hosszú ideig a 40, illetve 60%-os kálisó (KCl) lesz a fő kálium műtrágya-forma, utalni kell arra, hogy az intenzív káliumtrágyázás (K-feltöltés) miatt regionálisan jelentősen emelkedhet a felszíni és talajvizek klór-tartalma. A műtrágyák K : Cl aránya kb. 1 : 1,2, a szerves-trágyáké 1 : 0,5. A kloridok 40–60%-át felveszik a növények, a többi azonban — igen könnyen mozgó anionról lévén szó, melyet a talaj egyáltalán nem köt meg — kimosódik. A kálisó kloridján kívül a csapadékvíz is jelentős kloridmennyiséget (30–50 kg/ha) juttat a talajba. Regionális jelentősége lehet az utak téli szórásából származó klorid mennyiségének is.

Bácsó és Tusz [6] 1700 kg/ha K_2O talajbavitelével 1400 kg/ha kloridot is vitt a talajba s ennek a Cl mennyiségnek kb.

a kétszeresét — 2900 kg-ot — találta a drénvizben. A klórkimosódás növekedése növénytermesztési nézőpontból egyébként öröndetes, mivel sok kultúrnövényünk klórérzékeny.

Az erőző okozta kálium-vesztések — ugyanúgy mint a foszfor esetében — jóval nagyobbak mint a műtrágya-kálium-vesztések, s az ott elmondottak a káliumra is vonatkoznak. A drénvíz és a felszínen elfolyó víz ionkoncentrációja vonatkozásában megjegyzendő, hogy a P és K kivételével a drénvizek ionkoncentrációja (NO_3^- , N , SO_4^{2-} , S , Cl , Na , C , Mg) a nagyobb (UHLEN [64]).

Kalcium

A liziméter- és drénvíz-vizsgálatok egybehangzóan bizonyítják, hogy a talajok kalcium vesztesége igen tekintélyes mennyiséget képvisel. A veszteségek homok, és trágyázott talajokon még nagyobbak. Különös jelentősége van savanyú talajainkon. BOBRICKAJA [10] vályogtalajokon átlagosan 50 kg/ha-ra, homoktalajokon 70–120 kg/ha mennyiségre becsüli évi veszteségét. PETERBURGSZKIJ [48] közli, hogy Rothamsted-ben, könnyű mechanikai összetételű talajon, trágyázás nélkül, évi 896 kg/ha; ammónszulfáttal történt trágyázás esetén 1232 kg/ha, nátriumnitrát trágyázáskor 633 kg/ha Ca mosódott ki. Vályogtalajon ez a mennyiség 756, 868 és 666 kg/ha volt.

BOLTON [12] hét éves NPK monokultúra kukorica kísérletében a nagyobb adagú trágyázás hatására minden esetben nőtt a kalcium (68–125 kg/ha) és magnézium (34–62 kg/ha) veszteség.

Irodalmi adatok alapján megállapítható, hogy a kalciummal sok vonatkozásban azonosan viselkedik a magnézium, melynek főként homoktalajainkon van jelentősége. A Ca és Mg kimosódási veszteségei között csak az a különbség, hogy a kimosódott magnézium mennyisége kb. 1/4–1/5-e a kalciuménak. E nézetet támasztják alá Bácsó és Tusz [6] hazai vizsgálata is.

Az intenzív szerves- és műtrágyázás nem csak a N és K, a Ca és Mg kimosódását növeli, hanem növeli a Na^+ , HCO_3^- és SO_4^{2-} mennyiségét is. AMBERGER és SCHWEIGEL [4] szerint maximális kimosódásuk homokon: $Cl = 57$, $SO_4 = 363$, $HCO_3 = 522$ kg/ha évente. Karbonáton kialakult vályogtalajon ennek megfelelően 33, 339 és 647; vályogtalajon és löszön 35, 361 illetve 543 kg/ha mennyiséget is elérhet évente.

Külön említést érdemel a kén-vesztés. A világ egyes részein már jelenleg is prob-

lémát jelent a talajok kénhiánya. Szuperfoszfát és szuperfoszfátos keveréktrágyák használatának csökkenésével, a szilárd és folyékony komplex műtrágyák nagyobb-arányú térhódítása esetén, a jövőben hazánkban is kénhiányos területek keletkezhetnek. A kén évi vesztesége átlagosan 12—14 kg/ha mennyiségre tehető, káros hatása főleg a nagyobb városoktól és ipari objektumoktól távolabbi helyeken várható. Homoktalajokon a kénvesztések is nagyobbak s elérik az évi 25 kg/ha mennyiséget (SZLUCKAJA [60]).

A fentiekben tárgyalt elemek közül az eutrofizáció nézőpontjából közismerten kiemelt szerepe van a nitrogénnek és foszfor-nak. WIETS [66] és mások szerint egyéb kedvező feltételek fennállása esetén már 0,3 mg/l N és 0,01 mg/l P-tartalom esetén várható az eutrofizáció beindulása. Meg kell állapítanunk, hogy e határértékek-nél legtöbbször nagyobb N és P-tartalmúak a trágyázatlan talajok drénvizei is. A többi tárgyalt elem az esetek többségében közvetlenül nem játszik döntő szerepet az eutrofizálódásban vagy a felszíni és talaj-vizek minőségének romlásában. Mindenesetre ezek a veszteségek sem teljesen közömbösek talajaink kémiai-, fizikai- és biológiai egyensúlyában, vagy az élő- és holtvizeinkre nézve. Az elfolyással vagy kimosódással felszíni és talajvizeinkbe került anyagok megváltoztatják azok pH-ját, összkéménységét, kémiai összetételét, stb. ezáltal közvetve segítik elő biológiai egyensúlyuk megbontását.

Nehézfémek — mikroelemek

Külön szólnunk azokról az elemekről, melyek a különféle műtrágyák szennyező anyagaként kerülnek talajainkba és ott a pH-tól, mechanikai összetételtől, csapadékvízviszonyoktól függően szennyezhetik a talajt és vizeinket. E szennyező anyagok közé most nem soroljuk az olyan kísérő- és adalékelemeket, mint a Ca, Mg, S, C, melyek egyike-másika a ma használt műtrágyák majd mindegyikében előfordul — és tápanyagként is számításba jönnek. Ilyen viszont az urán (U), tórium (Th), fluor (F) és rádium (Ra). A legtöbb szennyezőanyag elsősorban a szuperfoszfát nyersanyagaiban található mint kísérőelem, s melyektől a gyártás során nem tisztítják meg a műtrágyát. A szennyező anyagok mennyisége a lelőhelytől függően változik. A foszforit leggyakoribb szennyező anyaga az urán, az apatit a tórium és a fluor. Gyakran előfordul még a stroncium (Sr), ritka földfémek, s más radioaktív anyagok is. TOLSZTOUSZOV és ALEKSZJEV [63] MENSEM-re hivatkozva közli,

hogy a világ 316 lelőhelyéről származó minták átlagos rádiumtartalma $18 \cdot 10^{-9}$ c/kg, az uráné 59 mg/kg, a tóriumé 8 mg/kg volt. A világ 1970. évi foszforműtrágya termelése 18,161 ezer tonna P_2O_5 volt, aminek felhasználása során 330 c-rádiumot és 1070 tonna uránt juttattunk mezőgazdaságilag művelt területre. Foszforfeltöltés esetén pl. 2 tonna foszforlisztrel 70 g uránt szórunk ki hektáronként. Nyilvánvalóan szennyező anyagokat juttatunk ki a kálissal is, mivel az nem más mint a természetben előforduló kálisó lelőhelyeken kibányászott nyersanyag örölt, esetleg szemcsézett változata. Ezért fokozott szűk-ségét látnánk annak, hogy a jövőben a műtrágyagyártás alapanyagainak tisztaságát kellően ellenőrizzék. A tiszta foszfor-savra alapuló kombinált műtrágya gyár-tási technológia elterjedésével a fent emli-tett szennyeződés csökkenni fog, bár belát-ható időn belül az ilyen összetett műtrágya felhasználás nem éri el az összműtrágya 30%-át.

A különféle mikroelemtartalmú műtrágyák kijuttatása mindíg csak kis men-yiségben történik, így közvetlenül nem jelentenek komoly potenciális veszélyt fel-színi és talajvizeinkre. Kimosódásuk, talaj és felszíni vizeinkbe való kerülésük na-gyobb mértékben elsősorban erózió követ-keztében lehetséges (nagyreszük biogén elem!). Ugyancsak eróziós úton regionáli-san megnőhet felszíni vizeink nátrium (Na), ólom (Pb), higany (Hg), lithium (Li), nikkel (Ni), kobalt (Co) tartalma, mely elemek többsége mutagén hatású is (LEONARD [40]).

ARZSONOVA [5] Kelet-Szibéria egyik fémkombinátja közelében vizsgálta a mik-roelemek kimosódását. Megállapította, hogy az ipari üzem hatására nagymértékben megnőtt a kimosódott SO_4 -tartalom. Eltérő volt az egyes nehézfémek aránya a csapa-dékvízben és a liziméter oldatban. A csapa-dékvízben: $Pb > Zn > Cu > Cd > Ag$, a lizimétervízben: $Zn > Pb > Cu > Ag > Cd$ mennyiségi sorrendiséget tapasztalt, amely szerinte a talaj savanyúságával és a kolloidok kationmegkötőképességével füg-gött össze.

Ugyancsak helyi szennyező forrásként jelentkezhetnek egyéb mikroelemek is, azonban minden esetben geológiai okokat is fel kell teteleznii.

Összefoglalás

A műtrágya hatóanyagok oldhatóságá-ról, mozgékonyaságáról, azok kölcsönhatá-sairól elmondottakból a felszíni és talaj-vizek tisztaságának védelme nézőpontjá-

ból összefoglalásként a következőket állapíthatjuk meg:

1. Terméseredményeink szinten tartása és növelése érdekében a műtrágyahasználat további fokozása szükséges. Abban az esetben, ha használatuk kellő körültekintéssel történik, vizeink tisztaságát ma még nem fenyegeti komoly veszély. Vizeink szennyeződésében — figyelembevéve az elemek természetes geokémiai körforgalmát — az intenzív műtrágyázásnál sokkal nagyobb jelentőséget kell tulajdonítani az erózióknak, a helytelen műtrágya-tárolásnak és szállításnak, műtrágyázás technológiájának, mint maguknak a nagyadagú műtrágyáknak. A vizek szennyezettségének fő okát jelenleg elsősorban (az eróziótól eltekintve) nem a növénytermesztésben kell keresni. A nem növénytermesztési eredetű szennyező források a városi szennyvizek, az ipari üzemek, az állattenyésztés hígtrágyája, a közúti forgalom, stb. szelintünk ma még jóval nagyobb veszélyt jelentenek élővizeink szennyeződésére, mint a műtrágyahasználat.

Tekintettel arra, hogy feldolgozásunkban hazánknál csapadékosabb és kisebb evaporációjú országok adatait ismertettük, így a közölt veszteségadatok inkább öntözéses — vagy bő csapadékú — évekre vonatkoznak. Száraz években a közölt adatoknál kisebb értékkel számolhatunk. Jelenleg a műtrágyázásból eredő első sorban a N szennyeződés veszélyét kell komolynak tekinteni. Ez ellen viszont helyes műtrágya-forma-, adag-, kiszórási időpont és talajvédelemmel védekezni lehet és kell.

Végül változtatni kívánatos a jelenleg főleg savanyú és savanyúan hidrolizáló műtrágya-választék arányain, talajaink fokozott elsavanyodási veszélyének s ezen keresztül kémiai-fizikai és biológiai egyensúly megbomlásának megakadályozása érdekében. Ezenkívül növénytáplálási célból, a kimosódott Ca pótlásra is fokozott figyelmet kell fordítani a jövőben a különböző adagú meszezések kiterjesztésére.

Mindezen kérdések megoldásának előbbrevitelében komoly reményekkel kecsegtet a talajvizsgálatokon alapuló tudományos trágyázási szaktanácsadás mihamarabbi bevezetése. Természetesen ez sem küszöböl ki vizeink és műtrágyáink minőségének további fokozott ellenőrzését, a nagymértékű elővigyázatot és gondosságot. Az intenzív műtrágyázás ugyanis nemcsak termésünket, a fotoszintézis nagyságát és a több oxigén termelését segíti elő, hanem komolyan károsíthatja is a környezetet.

Irodalom

- [1] ALBERDA, T.: Nitrogen fertilization of grassland and quality of surface water. *Stikstof*. 15. 45—51. 1972.
- [2] ALFÖLDI, L. & PAPP, B.: Környezetvédelemmel kapcsolatos feladatok a felszínalatti vízkutatásban (kivonatott összefoglalás). VITUKI Tanulmányok és kutatási eredmények. 47. szám. Budapest. 1976.
- [3] ALLISON, F. E. et al.: Soil fertility studies in lysimeters containing Lakeland sand. USDA Tech. Bull. 1199. 1959.
- [4] AMBERGER, A. & SCHWEIGER, P.: Wanderung der Pflanzennährstoffe im Boden und deren Bedeutung in einer umweltbewussten Landwirtschaft. *Bodenkultur*. 24. 221—236. 1973.
- [5] ARZANOVA, V. SZ.: Migracija mikroelementov v pocsvah. *Pocsvovedenie*. (4) 71—77. 1977.
- [6] BACSO, A. & TUSZ, ZS.: Tápanyagkilúgzás drénezett szőlőben. *Agrokémia és Talajtan*. 25. 339—352. 1976.
- [7] BARNETT, A.: Agriculture and a quality environment. *J. Soil Water Conserv.* 3. 104—108. 1972.
- [8] BARROWS, H. L. & KILMER, V. I.: Plant nutrient losses from soils by water erosion. *Adv. in Agronomy* 15. 303—316. 1963.
- [9] BOBRICKAJA, M. A.: Vümüvanie pitatel'nyh elementov iz pahotnyh pocsv nechernozjomnoj zoni RSZFSZR. In: *Plodородije pocsv nechernozjomnoj poloszi*. AN. SZSZSZR. Pucscino. 1975.
- [10] BOBRICKAJA, M. A., MOSZKALENKO, N. N. & BOJKO, T. A.: Puti prevrascsenija azotnyh udobrenij v temno-szerüh lesznüh pocsvah. *Agrohiniija*. (7) 3—17. 1975.
- [11] BOLTON, E. F., AYLESWORTH, I. W. & HORE, F. R.: Nutrient losses through tile drains under three cropping systems and two fertility levels on a Brookston clay soil. *Canad. J. Soil Sci.* 50. 275—279. 1970.
- [12] BREMER, T. M. & HAUCK, R. D.: Perspectives in soil and fertilizer nitrogen research. *Transactions of the 10th Intern. Congr. of Soil Sci.* 9. 13—29. Moscow. 1974.
- [13] BRUCKMAN, N. O. & BRADY, N. C.: The nature and properties of soils. 6. ed. Mc. Graw-Hill. New York. 1960.
- [14] BURLING, L.: Plant nutrients and water quality. *Fertilizer solutions*. 16. (2) 42—46. 1972.
- [15] CLOUD, P. & GIBOR, A.: The oxygen cycle in the biosphere. *Sci. Amer.* 223. 111—123. 1970.
- [16] COPPENET, M.: Resultats de douze annees d'observations lysimetriques a Quimper (1954—1965). *Ann. Agron.* 20. 111—143. 1969.
- [17] DARASZELIJA, M. K.: Dinamika pocsvennyh rasztvorov levasznözomüh pocsv Gruzii. *Kolosz*. Tbiliszi. 1974.
- [18] DARASZELIJA, M. K., CANAVA, V. P. & CANAVA, N. G.: K probleme azota v krasznözjemah Gruzii. *Trudü X. Mezdun. Kongr. Pocsvovedov.* 9. 90—95. 1974.
- [19] DE JONG, G. I.: The significance of soil and fertilizer phosphate for environmental hygiene. *Stikstof*. 15. 41—44. 1972.
- [20] DREIBELBIS, F. R.: Some plant nutrient losses in gravitational water from monolith lysimeters at Coshocton, Ohio. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.* 11. 182—188. 1946.
- [21] ERÖDI, B. et al.: Talajvédő gazdálkodás hegy- és dombvidékeken. *Mezőgazd. Kiadó*. Budapest. 1965.
- [22] GOLDSMIDT, V. M.: Osznovü kolicsesztvennoj geohimii. *Uszpehi geohimii*. III. AN. SZSZSZR. Moszkva. 1934.
- [23] GYÖRFFY, B.: A kukorica termésére ható növénytermesztési tényezők értékelése. In: *Kukoricatermesztés*. Martonvásár. Akad. Kiadó. 1976.
- [24] HORNING, H. M.: Water erosion as it affected by agriculture. *Internat. Water Erosion Symp. Proceedings Praha*. (1) 3—19. 1970.
- [25] HUDSON, N.: Soil conservation. 1. ed. BT Batsford Limited. London. 1941.
- [26] HUNTJENS, L. M.: Does nitrogen fertilization of grassland lead to eutrophication of surface water? *Stikstof*. 15. 52—55. 1972.
- [27] HUTCHINSON, G. E.: The biosphere. *Sci. Amer.* 223. (3) 45—53. 1970.

- [28] KINDERISZ, Z. B.: Vümuvanije pitatel'nüh vescesztv sz dvenasznihi vodami. Pocsvovedenie. (2) 102-110. 1970.
- [29] KOLENBRANDER, G. J.: Nitrate content and nitrogen loss in drainwater. Nether. J. Agric. Sci. 17. 246-255. 1969.
- [30] KOLENBRANDER, G. J.: Does leaching of fertilizers affect the quality of ground water at the water-works? Stikstof. 15. 8-15. 1972.
- [31] KOLENBRANDER, G. J.: The eutrophication of surface water by agriculture and the urban population. Stikstof. 15. 56-67. 1972.
- [32] KOVAL'SZKI, V. V. & ANDRIANOVA, G. A.: Mikroelementü v pocsvah SzSszR. Izd. Nauka. Moszkva. 1970.
- [33] KOVÁCS, M.: A környezetvédelem biológiai alapjai. Mezóg. Kiadó. Budapest. 1975.
- [34] KOVDA, V. A.: Bioszféra pocsvü i ih izspol'zovanie. X. Mezsd. Kongr. Pocsvovedov. Moszkva. Izd. AN. SzSszR. 1974.
- [35] KOVDA, V. A. & JAKUSEVSKAJA, I. V. & TJURUKANOV, A. N.: Mikroelementü v pocsvah Szovetszkogo Szozuza. Izd. Nauka. Moszkva. 1959.
- [36] KOVDA, V. A. & SZABOLCS, I.: Bioszféra és a talajok. MTA Agrártud. Oszt. Közlem. 30. 438-450. 1971.
- [37] KÖHLER, J. & WEICHBRODT, H. H.: Die Nährstoffauswaschung aus der Ackerkrume in den Unterboden und Einfluss auf die Nährstoffbilanz. Z. Acker- u. Pflanzenbau. 134. 50-82. 1971.
- [38] KUNDLER, P.: Ausnutzung, Festlegung und Verluste von Düngemittelstickstoff. Albrecht-Thear Archiv. 14. 191-210. 1970.
- [39] KUNDLER, P. et al.: Vergleich der umsetzung, Auswaschung und gasförmigen freisetzung von Düngemittelstickstoff nach Applikation von Harnstoff, Harnstoffnitrat und Ammoniumnitrat auf die Oberfläche eines Sauren Sand- und eines neutralen Lehmbodens. Trans. of the 10th Intern. Congr. of Soil Sci. 9. 124-129. Moskow. 1974.
- [40] LEONARD, A.: Genetic and cytogenetic hazards of environmental pollution. Ann. Gembloux. 78. (1) 1-15. 1972.
- [41] LIPPMAN, I. & CONIBEAZE, A.: Preliminary note on the inventory and balance sheet of plant nutrients in the U.S. N.J. Agric. Exp. Sta. Bull. Circ. (1) 607. 1976.
- [42] LOSAKOV, V. G. & SZKOBLINA, V. I.: Oszobennoszi szpecializacii zemledelija na provizvodszte zerne v GDR i FRG. Sz/h za Rubeszom. (4) 2-7. 1977.
- [43] NELSON, D.: Agricultural chemicals in relation to environmental quality. Fertilizer solution. 17. (3) 10-13. 1973.
- [44] OLSON, R. A.: Effects of intensive fertilizer use in the human environment. FAO Soil Bull. (16) 15-33. Rome. 1972.
- [45] OLSON, R. A.: A műtrágyázás összefüggése a világ élelmiszer- és energiaszükségletével, valamint környezetvédelmi problémákkal. Agro kémia és Talajtan. 24. 42-43. 1975.
- [46] OVERREIN, L. N.: Lysimeter studies on tracer nitrogen in forest soil. Soil. Sci. 107. 149-159. 1969.
- [47] PETELAVA, L. P.: Vümuvanije pitatel'nüh elementov (NPK) iz szrednepodzolisztüh i alluvialnüh pocsv i effektivnoszt udobrenij. Artoref. Kand. Disz. Tbiliszi 1971.
- [48] PETERBURGSZKIJ, A. V.: O znacsenii lizimetrieszkogo metoda pri izucsenii balansza pitatel'nüh vescesztv v zemledelii. In: Primenescie lizimetrieszkikh metodov v pocsvovedenii, agronimii i landshaftovedenii. Izd. Universitet. Leningrád. 1972.
- [49] PFAFF, G.: Das Verhalten den Stickstoffs im Boden nach langjährigen Lysimeterversuchen, I-III. Z. Acker- u. Pflanzenbau. 117. 77-99. 100-113. 117-128. 1963.
- [50] PRJANYISNYIKOV, D. N.: Izbrannüe szocsenenija. Tom. III. AN. SzSszR Moszkva. 1952.
- [51] PROKOSEV, V. N.: Azot v zemledelii necsernozjomoj zonu. Agrohimija. (11) 3-14. 1975.
- [52] PUSZTAI, A.: Az erodált talajok termékenységé és trágyázása. Agro kémia és Talajtan. 23. 223-230. 1974.
- [53] PUSZTAI, A. & KAZÓ, B.: Nagyadagú műtrágyázás és környezetvédelem. A mezőgazdaság kemizálása (Ankét). Keszthely. 1. 16-22. 1975.
- [54] RUSSEL, E. W.: Summary of technical discursions. Effect of intensive fertilizer use on the human environment. FAO Soil Bull. (16) 1-14. Rome. 1972.
- [55] RUSZINOVA, I. P., SZIDOROVA, V. V. & SZIROTA, L. B.: Tavrisz T. V. Isszledovanija tranzsformacii azota o pocsve i azotnogo pitanija rasztienij. Trudü X. Mezsd. Kongr. Pocsvovedov. 9. 30-38. 1974.
- [56] SAJMUHAMETOVA, A. A., BAZILINSKAJA, M. V. & AFANASZJEVA, V. K.: Vümuvanije organicseszkih i mineral'nüh vescesztv iz pahotnogo szloja. Dokladü TSzHA. 180. 48-71. 1972.
- [57] SATULOV, I. SZ., ZAMAREV, A. G. & CSAPOVSZKAJA, T. B.: Vodnüt rezsim pocsvü i poteri azota. Dokladü VASZHNIL. (11) 5-7. 1974.
- [58] STAUFFER, R. S. & RUST, R. H.: Leaching losses runoff and percolate from eight Illinois soils. Agron. J. 46. 207-211. 1954.
- [59] STEFANOVICS, P.: Talajpusztulás, talajszennyezés. In: KOVÁCS, M.: A környezetvédelem biológiai alapjai. Mezóg. Kiadó. Budapest. 1975.
- [60] SZLUCKAJA, L. D.: Szera kak udobrenija. Agrohimija. (1) 130-148. 1972.
- [61] SZMIRNOV, P. M., SILOVA, E. I. & PEDISUSZ, P. K.: Gazo-obraznüe poteri azota udobrenij i zakreplenie ego v pocsve v organicseszkoj forme pri razlicsnüh uszloviah. Trudü X. Mezsdun. Kongr. Pocsvovedov. 9. 56-65. 1974.
- [62] SZOKOLOV, A. V.: Aktual'nüe problemü szovremennoj agrohimii. In: Kompleksnoe izucsenija rezurszov bioszferii i himizacija. sz/h. AN. SzSszR. Pucszino. 1972.
- [63] TOLSZTOUSZOV, V. P. & ALEKSZEEV, JU. V.: Prime-nenie mineralnüh udobrenij kacseszto urozsza i ohrana onejszej szredü. Himija v sz/h. 13. 59-63. 1975.
- [64] UHLEN, G.: Nutrient leaching and surface runoff in field lysimeters on a cultivated soil. VIII. Inter Fertilizer Congress. Vol. II. 4. Sec. 151-160. 1976.
- [65] VARGA, GY. & LATKOVICS, I.: Anwendung der Isotopenindikation bei der Untersuchung der Nährstoffdynamik und der Düngerverwertung. Trudü X. Mezsdun. Kongr. Pocsvovedov. 9. 96-105. 1974.
- [66] VIETS, F. G.: Water quality relation to farm use of fertilizer. Bio-Sci. 21. 460-467. 1971.
- [67] VINOGRAOV, A. P.: Geohimija redkih i rasszejannüh himicseszkih elementov v pocsvah. AN. SzSszR Moszkva. 1957.
- [68] WEISE, K.: N-K-Ca und Mg Auswaschungsverluste aus verschiedenartigen Ackerböden. Arch. für Acker- u. Pfl. u. Boden. 16. 319-328. 1972.
- [69] WILLIAMS, R. W.: The chemical composition of water from land drains at Saxmundham and Woburn and the influence of rainfall upon nutrient loess. In: Report of Rothamsted Exp. Sta. for 1970. (2) 36-67. 1971.
- [70] ZARDALISVILI, O. T. U.: Poterü azota pocsvü i udobrenij na erodirovannüh pocsvah. Kongr. CIEC 1976. VIII. Moszkva. Dokladü szovetszkikh ucasztnikov I. 215-220. 1976.
- [71] ZWERMAN, P. J. et al.: Nitrogen and phosphorus content of water from tile drains at two levels of management and fertilization. Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 36. 134-137. 1972.

PUSZTAI ANTAL

MTA Talajtani és Agro kémiai
Kutató Intézete, Budapest

Érkezett: 1977. június 3.